

基于生命周期视角的种养一体化奶牛场环境经济效益评估

黄显雷¹, 师博扬¹, 张英楠¹, 龙昭宇¹, 尹昌斌^{1,2*} (1. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081; 2. 中国农业绿色发展研究中心, 北京 100081)

摘要: 准确评估种养一体化奶牛场的经济性能与环境绩效, 是相关支持政策制定的基础, 也是促进奶业低碳生产的关键。本文基于生命周期视角, 对非种养一体化奶牛场(non-IPBS)和种养一体化奶牛场(IPBS)养殖过程中的温室气体排放、能源消耗、水消耗、土地占用等环境成本和经济效益进行评估。结果表明, non-IPBS 生产 1t 标准牛奶(FPCM)的净收益为 1427 元, 而 IPBS 的实际净收益提高 7%, 如果青贮玉米自给率从当前的 32% 提升到 100%, 则实际净收益将提高 19%, 同时, 该净收益的提高率取决于耕地流转费用, 临界点为 14695 元/hm²; 相比 non-IPBS, IPBS 生产 1tFPCM 的温室气体排放、能源消耗、水消耗、土地占用分别减少 6%、6%、5%、7%, 如果青贮玉米自给率提升到 100%, 则相应减少 16%、16%、11%、14%。IPBS 在降低青贮玉米种植的化肥施用、解决养殖场粪便污染等方面优势明显, 在提升养殖经济效益、降低温室气体排放等方面具有巨大潜力, 值得推广。

关键词: 生命周期分析; 种养一体化奶牛场; 牛奶生产; 环境成本; 经济效益

中图分类号: X196 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2021)08-3944-12

Economic and environmental assessment of the integrated maize silage planting and dairy cow breeding system based on LCA. HUANG Xian-lei¹, SHI Bo-yang¹, ZHANG Ying-nan¹, LONG Zhao-yu¹, YIN Chang-bin^{1,2*} (1. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 2. Research Center for Agricultural Green Development in China, Beijing 100081, China). *China Environmental Science*, 2021, 41(8): 3944~3955

Abstract: In milk production, integrated maize silage planting and dairy cow breeding system (IPBS) is considered to be a more sustainable production mode to realize manure, straw and maize silage recycling, which is widely popularized in China. Clarity of mode's economic and environmental performance is supportive of government to formulate relevant policies for promoting sustainable development in milk production and assisting dairy farms with optimal technologies to get lower environmental risks and higher economic benefits. In this study, based on life cycle assessment (LCA), environmental performance and economic benefits of non-IPBS and IPBS were compared, there was only cow breeding in non-IPBS; maize silage planting was introduced in IPBS. The results showed that the net income for producing 1t of fat and protein corrected milk (FPCM) in non-IPBS was 1427 Chinese yuan (CNY), while in IPBS, the net income could increase by 7% compared with non-IPBS. In IPBS, self-sufficiency rate of maize silage was only 32%, if it raised to 100%, the net income could be upgrade by 19% compared with non-IPBS. In addition, land transfer cost also influenced the net income in IPBS, when the cost increases to 14695 RMB/hm², the net income for producing 1t FPCM in IPBS would be the same as that of non-IPBS. Compared with non-IPBS, IPBS has better environmental performance, specifically, GHG emissions, non-renewable energy use, water use and land use reduced by 6%, 6%, 5% and 7%, respectively. If the self-sufficiency rate of maize silage rises to 100% in IPBS, environmental indicators mentioned above will reduce by 16%, 16%, 11% and 14%, respectively. In milk production, IPBS has great potential in increasing net income from reducing feed costs, and contributing in reducing GHG emissions, non-renewable energy use, water use and land use.

Key words: life cycle assessment (LCA); integrated maize silage planting and dairy cow breeding system (IPBS); milk production; environmental cost; economic benefits

过去三十年,奶牛养殖业实现快速发展,同时奶牛养殖所带来的资源环境问题日益受到重视^[1-2]. 2018 年,全球畜牧业的温室气体排放量约为 3.5Gt CO₂ 当量(CO₂-eq),占农业总温室气体排放量的 66%, 其中,奶牛养殖的温室气体排放量约为 0.6Gt CO₂-eq^[3]. 在中国,2018 年畜牧业的温室气体排放量约为 0.3Gt CO₂-eq,占我国农业温室气体总排放量的 47%, 其中,奶牛养殖的温室气体排放量约为 0.02Gt

CO₂-eq^[3]. 在奶牛养殖中,奶牛肠道 CH₄ 排放、与饲料生产有关的排放、粪便管理的排放是主要温室气体排放源^[4]. 目前,发达国家奶牛养殖已经从追求产量转向追求生产效率的提高和环境可持续发展^[1]. 随着人口的增长,未来牛奶生产将面临更严峻的水、

收稿日期: 2020-12-27

基金项目: 国家社会科学基金资助重大项目(18ZDA048)

* 责任作者, 研究员, yinchangbin@caas.cn

土地等资源紧缺、粮食与饲料之间竞争、碳排放受限制等多重挑战^[5]。在消费方面,未来 20 年全球尤其是发展中国家对牛奶的需求依旧保持快速增长的趋势^[5],这意味着奶牛场必须提高其资源利用效率和环境效益,以确保未来牛奶生产的可持续性。

在牛奶生产过程中,饲料的种植与加工、饲养过程的能源消耗、奶牛肠道呼吸、粪便的处理等各个环节都会排放温室气体,且总体的排放量主要取决于饲料种植与奶牛养殖的生产效率^[6]。种养一体化奶牛场(IPBS)通过青贮玉米种植与奶牛养殖,实现养殖场内粪便、秸秆和青贮玉米的循环利用,从而减少种植环节中化肥使用,降低饲料和粪便运输能耗,被认为是一种可持续的生产模式,具有巨大的经济效益和环境效益^[6-7]。然而,现有的研究在这方面关注不足,尤其是 IPBS 的温室气体减排效果如何?资源节约程度如何?经济性能如何?如何降低该模式的资源消耗和环境负荷?如何提升该模式的经济效益?这对我国 IPBS 的发展和相关支持政策的制定具有重要现实意义。

生命周期分析(LCA)是定量评价某个生产过程、活动或产品“从摇篮到坟墓”整个生命周期环境影响的分析方法^[8-9],目前在农业领域得到广泛应用^[10-15]。相关研究认为,饲料生产是影响牛奶生产中温室气体排放、能源消耗、土地占用和水资源消耗的决定性因素^[11,13]。养殖场自产青贮饲料有利于降低单位标准牛奶(FPCM)生产的温室气体排放、酸化潜力、水体富营养化潜力、土地占用和能源消耗^[6,16]。养殖场自产青贮饲料能降低养殖饲料成本^[17]。奶牛场的种养结合模式能提高秸秆利用率、改善土壤肥力^[7]。

目前的研究主要集中在评估牛奶养殖的整体环境影响及各个环节的贡献份额^[11,13-15],但在具体关键环节上,很少研究场内自产青贮饲料如何影响整体的环境绩效^[6,16],缺乏对比评估非种养一体化奶牛场(non-IPBS)与 IPBS 在牛奶生产中的环境影响,同时,缺乏从经济层面分析 2 种模式牛奶生产的成本收益。现实中,奶牛场是否采取 IPBS 主要取决于其经济效果,全面准确评估 IPBS 的经济性能与环境绩效,是相关政策制定的基础,也是促进奶牛养殖业低碳生产的关键。为此,本文基于 LCA,以山东省青岛市 109 家奶牛场的生产数据为基础,对 non-IPBS 和 IPBS 在牛奶生产过程中的资源环境成本和经济效

益进行分析,为我国 IPBS 经营管理提供科学参考,为制定相关扶持政策提供决策依据。

1 材料和方法

1.1 研究地区概况与种养一体化奶牛生产模式

于 2020 年 7 月~8 月在山东省青岛市进行奶牛场问卷调查。山东是中国最大的产奶省份之一,2019 年,山东省奶牛数量约为 90 万头,占全国奶牛总数的 9%^[18]。从 2016 年,山东开始实施青贮玉米种植补贴政策,是国内最早实施该补贴政策的省份之一,补贴标准为 20~50 元/t。2019 年,山东省青贮玉米种植面积达 1.41 万 hm^2 ,占全国的 7.3%。

研究地区主要有 2 种牛奶生产模式:IPBS 和 non-IPBS,具体见图 1。non-IPBS 中,养殖场只有饲养环节和粪污处理环节,饲料全部来源于购买,粪便堆肥制成有机肥后全销售给果农和菜农。IPBS 中,养殖场增加青贮玉米种植环节,有机肥、液体肥主要施用于场内农田,剩余部分销售给果农和菜农等。2 种模式的区别:1)养殖场青贮玉米的来源不同,导致饲料运输距离和饲料成本不同;2)有机肥、液体肥的利用途径不同,运输距离不同。本研究共调研奶牛场 109 家,剔除不符合研究问卷后,得 83 份有效问卷,其中 non-IPBS 为 38 家,IPBS 为 45 家。

表 1 2 模式下奶牛场基本情况
Table 1 Basic information of two systems

项目	non-IPBS	IPBS
泌乳牛 (头)	81.4	129.6
干泌乳牛 (头)	24.5	30.8
育成牛 (头)	62.2	102.0
犊牛 (头)	28.1	39.7
总牛数 (头)	196.1	302.2
产奶量 (kg/头)	8588	8781
牛奶销售价格 (元/kg)	3.63	3.64
牛奶蛋白质率 (%)	3.32	3.31
牛奶脂肪率 (%)	3.78	3.77
FPCM (t)	890.1	1480.7
奶牛场总耕地面积 (hm^2)	0	13.0
用于小麦-青贮玉米种植的耕地 (hm^2) ^a	0	10.4
小麦产量 (kg/ hm^2)	0	6927
青贮玉米产量 (t/ hm^2)	0	39743
青贮玉米自给率 (%)	0.0	31.8
有机肥自给率 (%)	0.0	28.9
样本量	38	45

注:“a”个别养殖场用部分耕地种植小麦-青贮玉米,研究只分析此部分。

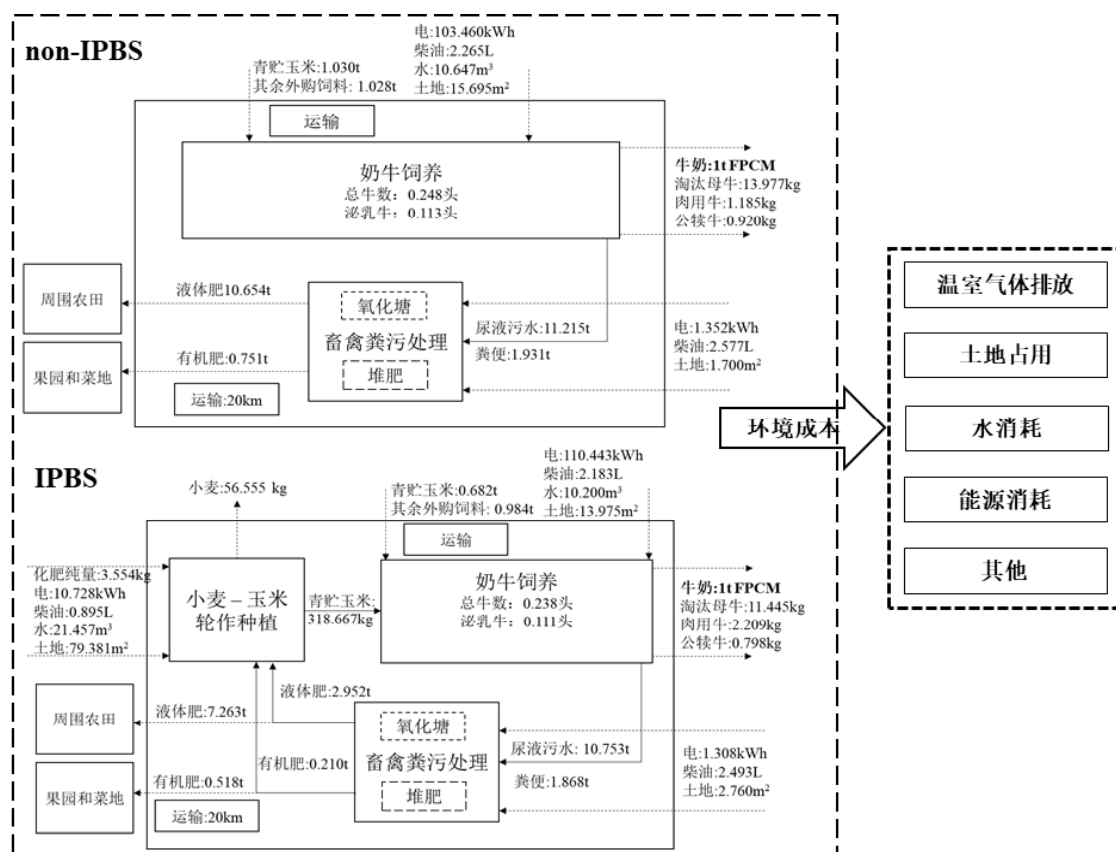


图 1 IPBS 和 non-IPBS 的系统边界

Fig.1 System boundary for IPBS and non-IPBS

由见表 1 可知,non-IPBS 和 IPBS 的产奶量分别为 8588 和 8781kg/头,IPBS 模式略高,但经过 t 检验之后,两者无显著性差异.2 种模式的牛奶销售价格、牛奶蛋白质率、牛奶脂肪率等指标均无明显差别.在 IPBS 中,青贮玉米自给率仅为 31.8%,有机肥自用率也仅为 28.9%,这说明当前奶牛场种养结合程度还比较低,未来需要流转更多土地来提升青贮玉米自给率,以此获得更多收益.

1.2 LCA 的系统边界、功能单位和环境影响分配规则

基于牛奶生产的各个环节,确定 IPBS 系统边界包括:1)青贮饲料种植;2)奶牛饲养;3)粪便处理;4)饲料和有机肥运输,而在 non-IPBS 中无青贮饲料种植环节.系统边界如图 1 所示.研究选择按照蛋白质含量和脂肪含量纠正的 1t FPCM 作为评价单位,公式如下^[12]:

$$\text{FPCM}(t) = \text{牛奶}(t) \times [(0.116 \times \text{脂肪率}) + (0.06 \times \text{蛋白率}) + 0.337] \quad (1)$$

在所研究的 2 种模式中,奶牛场收益除出售牛奶,还会出售公犊牛、淘汰母牛、肉用牛、有机肥等,

在 IPBS 中,还会出售小麦.环境影响应该分摊在全系统中的每类产品上.关于牛奶和副产品之间的环境影响分配规则主要有三种^[12],包括将所有影响都归功于牛奶的无分配规则、根据产品重量的质量分配规则和根据产品价值的经济分配规则.考虑到本研究的产品是多种类(牛奶、牛肉、小麦等),无分配原则并不适用,且还伴随生产大量重量大而价值较低的产品(小麦、有机肥、液体肥等),因此,经济分配规则更适用于本研究,同时该分配规则也是 LCA 中最常用的分配规则之一^[11-13,19].根据产品的销售收入(表 12),non-IPBS 和 IPBS 中分配给牛奶的比例为 89%和 87%.

1.3 LCA 清单分析

1.3.1 小麦-青贮玉米轮作种植环节

在 IPBS 小麦-青贮玉米轮作种植中,生产资料投入主要有化肥、有机肥、农药、种子等,产品为小麦、麦秸和玉米青贮.产品中,小麦全部出售,麦秸全量还田,青贮玉米用于饲养奶牛.生产 1tFPCM 在 IPBS 种植环节的投入产出见表 2.种植的温室气体排放中,农药和种子的排放较小^[11,19],可忽略.此环节的温室气体排

放依据表 3 计算.

表 2 IPBS 小麦-青贮玉米种植(产 1tFPCM)的投入与产出
Table 2 Inputs and outputs for wheat-maize silage planting in IPBS (for per 1tFPCM)

类型	项目	小麦-青贮玉米
投入	化肥(N) (kg/t)	2.370 (269)
	化肥(P ₂ O ₅) (kg/t)	0.677 (77)
	化肥(K ₂ O) (kg/t)	0.507 (59)
	有机肥(N) (kg/t)	3.718 (503)
	电(kW·h/t)	10.728 (1370)
	柴油(L/t) ^a	0.895 (113)
	灌溉水(m ³ /t)	21.457 (2740)
产出	轮作种植面积(m ² /t)	79.381
	小麦产量(kg/t)	56.555
	青贮玉米产量(kg/t)	318.667 ^b

注:表中数值为养殖场各项总投入、总产出均摊到每吨FPCM上,再取各养殖场均值,所有投入产出清单数据均按此方法计算;“()”中的数值为每公顷平均投入,为方便与相关研究比较;“a”由于养殖场耕地的机械作业主要是代耕作业,养殖场主对该环节的柴油消耗不清楚,该数据借鉴相关研究^[20];“b”此数值为过程产出,最终全部用于系统内部.

表 3 种植环节的温室气体排放因子
Table 3 Emission factors for calculating GHG emissions in wheat-maize silage planting

参数	排放因子	
	CO ₂ -eq	N ₂ O
生产氮肥(N) (kg/kg) ^[21]	7.76	—
生产磷肥(P ₂ O ₅) (kg/kg) ^[21]	2.33	—
生产钾肥(K ₂ O) (kg/kg) ^[21]	0.66	—
施用化肥(N) (kg/kg) ^[11]	—	0.0105
施用有机肥(N) (kg/kg) ^[14]	—	0.0105
生产电 [kg/(kW·h)] ^[22]	0.592	—
生产与使用柴油 (kg/L) ^[23]	3.73	—

1.3.2 奶牛饲养环节 在奶牛饲养中,2 种模式的区别在于青贮玉米饲料的来源不同.在 IPBS 中,养殖场部分青贮玉米饲料来源于自产,所调研养殖场中,有 3 家养殖场的青贮玉米自给率达 100%.除青贮玉米外,2 种模式的饲养过程相同,生产资料的投入主要有饲料、水、电、柴油等,产品有牛奶、公犊牛、淘汰母牛、肉用牛等(表 4).具体来说,奶牛饲料主要有浓缩饲料(含 30%的豆粕、50%的玉米粒、10%的麦麸和 10%的其他物质)、玉米粒、麦麸、青贮玉米、棉籽、燕麦、苜蓿和羊草等.个别奶牛场还伴随用酒糟和菜籽粕,但其用量少对整体环境影响可忽略不计.浓缩饲料中的其他物质用量少对整体环境影响可忽略不计.奶牛饲养环节的温室气体排放包括外

购饲料在其生产过程中的排放、养殖场能源消耗的排放(如养殖场内饲料加工、牛舍照明和通风、水加热、牛奶冷藏等)和奶牛肠道气体排放及牛舍气体排放.外购饲料在其生产过程中的排放按表 5 计算,养殖场能耗排放根据表 3 计算,动物肠道排放以及牛舍排放按表 6 计算.

表 4 两模式下奶牛饲养环节(产 1tFPCM)的投入与产出
Table 4 Inputs and outputs for cow breeding in two systems (for per 1tFPCM)

类型	项目	non-IPBS	IPBS
投入	泌乳牛 (头/t)	0.113	0.111
	干泌乳牛 (头/t)	0.030	0.025
	育成牛 (头/t)	0.072	0.072
	犊牛 (头/t)	0.033	0.032
	浓缩饲料 (t/t)	0.235	0.228
	玉米粒 (t/t)	0.115	0.111
	豆粕 (t/t)	0.053	0.051
	麦麸 (t/t)	0.044	0.043
	外购青贮玉米 (t/t)	1.030	0.682
	自产青贮玉米 (t/t)	0.000	0.318
	苜蓿 (t/t)	0.113	0.108
	燕麦 (t/t)	0.124	0.115
	羊草 (t/t)	0.305	0.290
	棉籽 (t/t)	0.039	0.038
	电 (kW·h/t)	103.460	110.443
	柴油 (L/t)	2.265	2.183
	水 (m ³ /t)	10.647	10.200
产出	土地占用 (m ² /t)	15.695	13.975
	FPCM (t)	1.000	1.000
	销售公犊牛 (kg/t)	0.920	0.798
	销售淘汰母牛 (kg/t)	13.977	11.445
	销售肉用牛 (kg/t)	1.185	2.209

表 5 外购饲料在生产过程中的环境影响(每 kg 干物质)

Table 5 Emission factors for calculating environmental impacts in purchased feed production (per kg⁻¹DM)

项目	温室气体 (kg CO ₂ -eq)	能耗 (MJ)	水消耗 (m ³)	土地占用 (m ²)
玉米粒 ^[20]	0.7368	5.943	0.534	1.604
麦麸 ^[20]	0.2748	2.311	0.158	0.580
豆粕 ^[20]	0.5716	7.299	0.765	2.904
外购青贮玉米 ^[20]	0.2248	1.757	0.181	0.550
羊草 ^[15]	0.2000	0.350	0.167	0.423
燕麦 ^[24]	0.2820	2.145	0.309	0.515
苜蓿 ^[20]	0.2480	2.156	0.703	1.091
棉籽 ^[20]	0.8146	7.552	0.726	0.773

1.3.3 粪便处理环节 所调查的奶牛场均饲养荷斯坦奶牛,粪便排泄参数见表 7.在粪便处理环节,2 种模式的粪便处理方式相同,粪便均采用堆肥制成

有机肥,尿液污水进入氧化塘经无害化处理制成液体肥,此环节投入主要是电和柴油(表 8).此环节的排放包括粪肥储存排放、有机肥生产能耗排放.尿液污水在氧化塘中的温室气体排放较小^[25],可忽略.堆肥处理方式的温室气体排放根据表 9 计算,有机肥生产能耗排放根据表 3 计算.

表 6 奶牛肠道 CH₄ 排放和牛舍粪便 CH₄ 排放
Table 6 Emission factors for calculating CH₄emissions in various cows

项目	排放因子[kg CH ₄ /(头·年)] ^[15]	
	肠道 CH ₄	牛舍粪便 CH ₄
泌乳牛	61.00	9.00
干泌乳牛	47.00	1.00
育成牛	36.15	1.00
犊牛	10.40	1.00

表 7 奶牛场粪便的排泄系数^[25-26]
Table 7 Excreted parameters of manure for various cows

类型	项目	泌乳牛	干泌乳牛,育成牛	犊牛
粪便	排泄量 [kg/(头·d)]	32.84	18.57	9.29
	TN 比例 (%)		0.56	
	TP 比例 (%)		0.07	
	TOC 比例 (%)		5.03	
尿液	排泄量 [kg/(头·d)]	13.24	2.62	1.31
	TN 比例 (%)		0.50	
	TP 比例 (%)		0.02	
	COD 比例 (%)		2.79	
	TOC 比例 (%)		0.70	
	挥发性固体干物质 (VS) [kg/(头·d)]		2.8	

注:干泌乳牛以育成牛系数进行计算,犊牛以育成牛系数的1/2进行计算.

表 8 两模式下粪便管理(每产 1tFPCM)的投入与产出
Table 8 Manure management in two systems (for per 1tFPCM)

类型	项目	non-IPBS	IPBS
投入	粪便 (t/t)	1.931	1.868
	尿液污水 (t/t)	11.215	10.753
	电 (kW·h/t)	1.352	1.308
	柴油 (L/t)	2.577	2.493
	土地占用 (m ² /t)	1.700	2.760
产出	有机肥 (t/t)	0.751	0.728 ^a
	液体肥 (t/t)	10.654	10.215 ^b

注:“a”此数值为过程产出,最终有0.210t有机肥用于养殖场耕地;“b”此数值为过程产出,最终有2.952t液体肥用于养殖场耕地.

1.3.4 饲料和有机肥运输环节 在饲料和有机肥运输环节中,2 种模式的不同之处在于青贮玉米和有机

肥的运输.在 non-IPBS 中,青贮玉米全部来源于购买,假设平均运输距离为 30km,有机肥全部出售给果农和菜农,平均运输距离为 20km.在 IPBS 中,青贮玉米部分来源于自产,有机肥部分用于养殖场内耕地,两者运输距离均为 1km.运输距离不同会导致能耗差异,由此对环境的影响不同.相关研究表明,有机肥长距离运输会增加粪便中 N 和 P 的损失,增加水体富营养化风险^[11].调研所知,液体肥的肥料价值低,菜农果农不愿意购买液体肥,两模式的液体肥均由养殖场用车将液体肥喷洒到周围农田或者养殖场耕地上,运输距离均为 1km.2 种模式的其他饲料运输距离相同,浓缩饲料、豆粕、玉米粒和麦麸来自当地市场,运输距离约 50km.棉籽来自甘肃省,运输距离约 1830km.羊草来自黑龙江省,运输距离约 1720km.燕麦和苜蓿来自美国,运输距离约 18000km.表 10 列出所有饲料和有机肥运输的清单.运输环节的温室气体排放根据 Ecoinvent Database v3.7 计算^[29](表 11).

表 9 堆肥的温室气体排放因子
Table 9 Emission factors for calculating environmental impacts in manure composting

项目	单位	堆肥处理
CH ₄ 生产潜力 ^[27]	m ³ CH ₄ /kg VS	0.13
堆肥的 CH ₄ 转化因子 ^[27]	%	0.5
N ₂ O 直接排放因子 ^[27]	%	1
粪便中 N 挥发系数 ^[27]	%	40
N ₂ O 间接排放因子来自 N 挥发 ^[27]	%	1
CO ₂ 排放因子 ^[28]	kg/t 粪便	36.201

表 10 两模式下(每产 1tFPCM)的饲料和有机肥运输
Table 10 Transportation for fodders and organic fertilizer in two systems (for per 1t FPCM)

项目	non-IPBS	IPBS
浓缩饲料[(t·km)/t] ^a	11.8	11.4
玉米粒[(t·km)/t]	5.8	5.6
豆粕[(t·km)/t]	2.7	2.6
麦麸[(t·km)/t]	2.2	2.2
外购青贮玉米[(t·km)/t]	30.9	20.5
自产青贮玉米[(t·km)/t]	0.0	0.3
苜蓿[(t·km)/t]	2034.0	1944.0
燕麦[(t·km)/t]	2232.0	2070.0
羊草[(t·km)/t]	524.6	498.8
棉籽[(t·km)/t]	71.4	69.5
外售有机肥[(t·km)/t]	15.0	10.4
液体肥[(t·km)/t]	10.7	10.2
自用有机肥[(t·km)/t]	0.0	0.2

注:“a”此数值表示每产1tFPCM需要各种饲料用量与其运输距离的乘积.

表 11 不同运输方式的温室气体排放与运输成本
Table 11 Emission factors for calculating environmental impacts and transport costs in transportation

运输模式	类别	CO ₂ -eq 排放因子 [kg/(t·km)] ^[29]	运输成本 [元/(t·km)] ^[30]
海运	船舶 (3000TEU)	0.0052	0.012
	船舶 (5000TEU)	0.0037	0.009
	船舶 (8000TEU)	0.0034	0.008
	船舶 (10000TEU)	0.0031	0.007
陆运	小货车 (2.5t)	0.1896	0.852
	中货车 (7t)	0.1129	0.507
	大货车 (20t)	0.0632	0.284

注：“TEU”为集装箱，根据调研1标准TEU可装约25t苜蓿或燕麦，海运的排放因子取4类船舶排放因子的均值；陆运中，假设饲料全部由大货车运输，有机肥由中、小货车来运输，取2者因子的均值。

1.4 LCA 环境效益评价

non-IPBS 和 IPBS 的环境效益评价,主要包括温室气体排放、土地占用、水消耗和能源消耗等方面.温室气体排放以 CO₂-eq 表述,根据 IPCC(2013)^[31], CH₄、N₂O 和 CO 的 CO₂-eq 当量转换系数分别为 30、265 和 2.两模式的温室气体排放计算公式如下:

$$\begin{aligned} \text{IPBS}_{\text{CO}_2\text{-eq}} = & \text{外购均料CO}_{2\text{-eq}} + \text{种植环节CO}_{2\text{-eq}} + \\ & \text{奶牛饲养CO}_{2\text{-eq}} + \text{粪污处理CO}_{2\text{-eq}} + \\ & \text{运输环节CO}_{2\text{-eq}} - \text{小麦外销CO}_{2\text{-eq}} - \\ & \text{有机肥外销CO}_{2\text{-eq}} - \text{淘汰母牛等外销CO}_{2\text{-eq}} \end{aligned} \quad (2)$$

式中:IPBS 生产系统的温室气体排放包括 4 部分:外购饲料、养殖场种植、奶牛饲养过程、粪污处理过程、饲料和有机肥运输.产品有 FPCM、小麦、有机肥、淘汰母牛、公犊牛、肉用牛,要根据经济分配规则排除出小麦、有机肥、淘汰母牛、公犊牛、肉用牛这部分外销的碳削减之后剩下的单纯每产 1tFPCM 的温室气体.

$$\begin{aligned} \text{non-IPBS}_{\text{CO}_2\text{-eq}} = & \text{外购饲料CO}_{2\text{-eq}} + \\ & \text{奶牛饲养CO}_{2\text{-eq}} + \text{粪类处理CO}_{2\text{-eq}} + \\ & \text{运输环节CO}_{2\text{-eq}} - \text{有机肥外销CO}_{2\text{-eq}} - \\ & \text{淘汰母牛等外销CO}_{2\text{-eq}} \end{aligned} \quad (3)$$

式中:non-IPBS 生产系统的温室气体排放只包括 3 部分:外购饲料、奶牛饲养过程、粪污处理过程、饲料和有机肥运输.产品有 FPCM、有机肥、淘汰母牛、公犊牛、肉用牛,要根据经济分配规则排除出有机肥、淘汰母牛、公犊牛、肉用牛这部分外销的碳削减之后剩下的单纯每产 1tFPCM 的温室气体.

2 结果与讨论

2.1 两模式的总经济效益和环境成本

对 non-IPBS 和 IPBS 的总经济效益分析表明,IPBS 通过自产青贮玉米,降低饲料成本,从而提高养殖净收益.non-IPBS 生产 1tFPCM 的净收益为 1427 元,而 IPBS 每生产 1tFPCM 的净收益提高 173 元,如果不纳入小麦的成本与收益,实际净收益提高 99 元/t,提升率为 7%(表 12).如果考虑温室气体减排收益,按照中国试点市场碳交易平均价 30 元/t^[41]计算,相比 non-IPBS,IPBS 每生产 1tFPCM 的温室气体减排收益为 2 元,随着未来中国碳交易市场的逐渐完善以及碳交易价的提升,此项收益将得到提升.

表 12 两模式下每产 1tFPCM 的经济效益及环境成本
Table 12 Economic benefits and environmental costs for producing per 1t FPCM in two systems

类型类	项目	non-IPBS	IPBS
经济效益 ^a	外购饲料成本 (元/t)	2238	2008
	种植饲料成本 (元/t)	0	195
	饲养电、柴油费用 (元/t)	70	79
	粪污处理电、柴油费用 (元/t)	14	14
	外购饲料运输成本 (元/t) ^b	411	385
	牛奶销售收入 (元/t)	3723	3745
	公犊牛、淘汰牛、肉用牛收入 (元/t)	414	389
	小麦销售收入 (元/t)	0	131
	有机肥销售收入 (元/t)	23	16
	净收益 (元/t)	1427	1600
环境成本	实际净收益 (元/t) ^c	1427	1526
	实际温室气体排放 (kg CO ₂ -eq/t) ^d	1301	1229
	实际能源消耗 (MJ/t)	4581	4320
	实际水消耗 (m ³ /t)	405	386
综合效益	实际土地占用 (m ² /t)	1471	1376
	温室气体减排收益 (元/t) ^e	-	2
	综合净收益 (元/t)	1427	1602

注:“a”经济效益计算时,将养殖场的各项成本和收益平摊到每吨 FPCM 上,没有考虑购牛成本、奶牛医疗防疫费、饲养员工资、基础设施建造费用等;“b”所调研外购饲料的价格是到养殖场的价格,养殖场不清楚具体运输成本,该数值根据相关研究计算(见表 11);“c”实际净收益指不考虑小麦种植成本和收益,下同;“d”实际环境成本指系统中排除出小麦、有机肥、淘汰母牛、公犊牛、肉牛用这部分外销环境影响之后剩下的单纯每产 1tFPCM 的环境成本,下同.“e”温室气体减排收益是根据 IPBS 的温室气体减排量折算,碳交易价格为 30 元/t.

在温室气体排放方面,non-IPBS 生产 1t FPCM 的排放为 1301kg CO₂-eq(表 12),和中国华北平原牛奶生产的温室气体排放量基本一致^[11],低于中国关 中平原牛奶生产的温室气体排放量^[13],但高于欧洲

和新西兰牛奶生产的温室气体排放量^[6,16].相比 non-IPBS,IPBS 每生产 1t FPCM 的温室气体排放减少 6%,这主要是因为自产青贮玉米在种植过程中用较少的化肥(表 2),由此降低整体环境影响.non-IPBS 生产 1t FPCM 的能源消耗、水消耗、土地占用分别为 4581MJ、405m³、1471m²,而 IPBS 相应下降 6%、5%、7%.总体来看,IPBS 一方面在青贮玉米种植环节上减少化肥和灌溉水用量,另一方面在运输环节上减少青贮玉米和有机肥的运输能耗,整体上降低单位 FPCM 的温室气体排放、土地占用、水消耗和能源消耗.

表 13 两模式每产 1tFPCM 在饲料环节经济效益与环境成本
Table 13 Economic benefits and environmental costs in fodders production in two systems (for per 1tFPCM)

类型	项目	non-IPBS	IPBS
经济 效益	外购饲料成本 (元/t)	2238	2008
	土地流转费 (元/t)	-	79
	小麦生产资料成本 (元/t) ^a	-	28
	小麦劳动成本 (元/t) ^b	-	29
	青贮玉米生产资料成本 (元/t)	-	27
	青贮玉米劳动成本 (元/t)	-	32
	小麦销售收入 (元/t)	-	131
	总饲料成本 (元/t)	2238	2072
	实际总饲料成本 (元/t) ^c	2238	2146
环境 成本	外购饲料温室气体排放 (kg CO ₂ -eq/t)	595	502
	外购饲料能源消耗 (MJ/t)	3206	2931
	外购饲料水消耗 (m ³ /t)	399	365
	外购饲料土地占用 (m ² /t)	1456	1226
	小麦-青贮玉米温室气体排放 (kg CO ₂ -eq/t)	-	74
	小麦-青贮玉米能源消耗 (MJ/t)	-	131
	小麦-青贮玉米水消耗 (m ³ /t)	-	32
	小麦-青贮玉米土地占用 (m ² /t)	-	270
	实际总饲料温室气体排放 (kg CO ₂ -eq/t) ^d	595	544
	实际总饲料能源消耗 (MJ/t)	3206	3007
	实际总饲料水消耗 (m ³ /t)	399	380
	实际总饲料土地占用 (m ² /t)	1456	1361

注:“a”生产资料成本包括种子、化肥、农药、机械、灌溉费用;“b”劳动成本包括雇工费用和养殖场用工折算,数据来源《农产品成本收益汇编2019》;“c”实际饲料成本指不考虑小麦种植的成本与收益.

2.2 两模式下饲料环节的经济效益和环境成本

在饲料环节,IPBS 通过施用场内生产的有机肥、液体肥,从而减少种植环节的化肥施用量和农业灌溉水用量,降低种植成本,由此降低饲料成本.在 IPBS 中,种植小麦-青贮玉米的氮肥(N)施用为 269kg/hm²(表 2).根据《农产品成本收益汇编 2019》^[32],当前山东省小麦-玉米种植的氮肥(N)施用

为 663kg/hm²,明显高于本研究结果.在种植灌溉水上,相关研究指出华北平原的冬小麦-夏玉米轮作系统每年灌溉水为 3000~7000m³/hm²^[33-34],这也高于本研究结果(IPBS 为 2740m³/hm²).如果养殖场不包含种植青贮玉米环节,无需要劳动力投入,节省的时间可以从事其他工作,为此,运用劳动机会成本的方法分析 IPBS 种植环节净收入,相比 non-IPBS,IPBS 中每产 1tFPCM 总饲料成本减少 166 元,如果不考虑小麦成本与收益,则实际饲料成本减少 92 元(表 13).说明养殖场采用 IPBS 可以减少青贮玉米饲料成本,增加小麦销售收入.

在环境成本方面,IPBS 通过自产部分青贮玉米饲料,降低饲料环节环境成本,相比 non-IPBS,IPBS 每产 1tFPCM 在饲料环节的温室气体排放、能源消耗、水消耗和土地占用分别下降 9%、6%、5%和 7%(表 13).主要原因是,相比外购青贮玉米的生产过程,在 IPBS 下自产青贮玉米过程中使用更少的化肥和灌溉水,从而降低环境成本.具体来说,IPBS 中生产 1t 青贮玉米干物质的温室气体排放、能源消耗、水消耗和土地占用分别为 176kg CO₂-eq、1461MJ、141m³和 530m²,明显低于常规青贮玉米种植的环境成本^[20,34-38].

表 14 两模式每产 1tFPCM 在饲养环节经济效益与环境成本
Table 14 Economic benefits and environmental costs for cow breeding in two systems (for per 1tFPCM)

类型	项目	non-IPBS	IPBS
经济效 益	饲养电、柴油费用(元/t)	70	79
	牛奶销售收入(元/t)	3723	3745
	公犊牛、淘汰牛、肉用牛收入(元/t)	414	389
	总饲养收入(元/t)	4137	4134
环境成 本 a	实际饲养能耗的温室气体排放(kg CO ₂ -eq/t)	99	103
	实际奶牛肠道温室气体排放(kg CO ₂ -eq/t)	352	333
	实际饲养环节能源消耗(MJ/t)	405	418
	实际饲养环节水消耗(m ³ /t)	7	6
	实际饲养环节土地占用(m ² /t)	14	12

2.3 两模式下奶牛饲养环节的经济效益和环境成本

在饲养环节,non-IPBS 与 IPBS 的 FPCM 销售收入没有显著差别,分别为 3723 和 3745 元/tFPCM(表 14),主要是因为两模式的牛奶销售价格、牛奶蛋白质率、牛奶脂肪率等不存在显著差异(表 1).在环境成本方面,non-IPBS 与 IPBS 在饲养环节的温室气体排放、能源消耗、水消耗、土地占用方面没有明显

差别.可能原因是此过程主要涉及到的混合饲料加工、牛棚照明通风、牛饮用水加热、挤奶、牛奶冷藏等步骤基本一致,造成环境成本没有显著差别.

表 15 两模式每产 1tFPCM 在粪污处理环节的经济收益与
环境成本

Table 15 Economic benefits and environmental costs for manure management in two systems (for per 1tFPCM)				
类型	项目	non-IPBS	IPBS	
经济效益	粪污处理电、柴油费用 (元/t)	14	14	
	有机肥销售收入 (元/t)	23	16	
	净收益 (元/t)	9	2	
	温室气体排放 (kg CO ₂ -eq/t)	179	170	
环境成本	实际温室气体排放 (kg CO ₂ -eq/t)	136	140	
	实际能源消耗 (MJ/t)	91	86	
	实际水消耗 (m ³ /t)	0	0	
	实际土地占用 (m ² /t)	2	3	

注:本研究液体肥是尿液污水经过氧化塘无害化处理产生,工艺简单,根据相关研究此过程的温室气体排放较小^[25],处理1t尿液污水仅排放0.121kgCO₂-eq,可忽略.

2.4 两模式下粪污处理环节的经济效益和环境成本

在粪污处理环节,non-IPBS 和 IPBS 中每产生 1tFPCM 会伴随出现 1.931 和 1.868t 干粪便、11.215 和 10.753t 尿液污水,将这些粪便收集堆肥、尿液污水无害化等处理会消耗电和柴油,由此产生的成本均为 14 元,而相应的有机肥销售收入为 23 和 16 元,调研所知,液体肥的肥料价值低,菜农果农不愿意购买液体肥,液体肥均由养殖场用车将液体肥喷洒到周围农田或者养殖场耕地上,无任何收益(表 15),IPBS 中有 28.9%的有机肥自用于奶牛场耕地导致其收益低于 non-IPBS.可以看出,该部分的收益较低,归根于所调研地区的有机肥销售价格很低,甚至有很多奶牛场免费给果农菜农提供有机肥,平均每吨有机肥的销售价格仅约为 30 元,随着未来农户对有机肥使用意愿的提升,该部分收益会有提升.

non-IPBS 和 IPBS 中处理 1.931 和 1.868t 干粪便的温室气体排放分别为 179 和 170kgCO₂-eq,这与一些研究相似^[39-40],考虑到有机肥销售带来的碳削减,则相应的实际温室气体排放分别为 136 和 140kg CO₂-eq.在能源消耗方面,两模式处理的能耗基本一致,主要是因为这两模式的粪污处理方式都采用堆肥.在土地占用方面,IPBS 处理 1.868t 干粪便的土地占用高于 non-IPBS,可能原因是 IPBS 需要更多空地来存放有机肥.总体来看,当前养殖场通过堆肥方式

处理粪便带来的收益不高,但是有机肥的使用能减少化肥的使用,具有显著的碳减排潜力,应值得推广使用.

表 16 两模式每产 1tFPCM 在运输环节经济收益与环境成本
Table 16 Economic benefits and environmental costs for transportation in two systems (for per 1tFPCM)

类型	项目	non-IPBS	IPBS
经济效益	外购饲料运输成本 (元/t)	411	383
	自产饲料运输成本 (元/t)	0	1
	自用有机肥运输成本 (元/t)	0	1
	运输总成本 (元/t)	411	385
环境成本	外购饲料运输温室气体 (kg CO ₂ -eq/t)	115	107
	自产饲料运输温室气体 (kg CO ₂ -eq/t)	-	0.1
	外销有机肥运输温室气体 (kg CO ₂ -eq/t)	4	3
	自用有机肥运输温室气体 (kg CO ₂ -eq/t)	-	0.1
	外购饲料运输能源消耗 (MJ/t)	849	786
	外购饲料运输能源消耗 (MJ/t)	-	1
	外销有机肥运输能源消耗 (MJ/t)	30	22
	自用有机肥运输能源消耗 (MJ/t)	-	1
	总运输温室气体排放 (kg CO ₂ -eq/t)	119	110
	总运输能源消耗 (MJ/t)	879	808

2.5 两模式下运输环节的经济效益和环境成本

在运输环节,IPBS 通过自产部分青贮玉米和使用部分有机肥,降低运输环节的经济成本和环境成本,相比 non-IPBS,每产 1tFPCM 的总运输成本、总运输温室气体排放、总运输能源消耗分别下降 6%、8%和 8%(表 16).

从不同环节的比较分析可以看出,饲料成本占总成本的 82%,饲料环节的环境影响是整个牛奶生产系统环境影响的关键环节之一,饲料环节的温室气体排放、能源消耗、水消耗、土地占用分别占整体的 45%、70%、98%和 99%(表 13).为此,引进农田自产青贮玉米是未来降低奶牛生产系统饲料成本和环境成本的可行策略.

2.6 耕地流转费和青贮玉米价格变动对养殖场经济收益的影响

奶牛场是否种植青贮玉米取决于其成本和收益.对影响种植收益的耕地流转费用进行敏感性分析表明(表 17),如果 IPBS 的耕地流转费用从当前的 9900 元/hm² 提升到 14695 元/hm²,则种植青贮玉米的净收益为 0,此时,IPBS 每生产 1tFPCM 的净收益与 non-IPBS 相同.对青贮玉米价格进行敏感性分析发现,当青贮玉米的价格从当前的 500 元/t 下降到 379 元/t 时,IPBS 每生产 1t FPCM 的净收益与

non-IPBS 相同.总体来看,相比 non-IPBS,IPBS 净收益的提升率取决于耕地流转费用和青贮玉米价格,这是奶牛场是否采纳 IPBS 的关键因素.

表 17 耕地流转费和青贮玉米价格变动对养殖场经济收益的影响

Table 17 Effects of land transfer cost and silage corn price changes on farm economic benefits

项目	non-IPBS	IPBS		
	当前	当前	情景 1	情景 2
耕地流转费用 (元/hm ²)	-	9900	14695	9900
青贮玉米价格 (元/t)	500	500	500	379
净收益 (元/tFPCM)	1427	1600	1493	1500
实际净收益 (元/tFPCM)	1427	1526	1427	1427

表 18 青贮玉米自给率变动对养殖场经济收益和环境成本的影响

Table 18 Effects of changes in silage self-sufficiency on farm economic benefits and environmental costs

项目	non-IPBS	IPBS			
	当前	当前	情景 1	情景 2	情景 3
青贮玉米自给率(%)	0	32	50	80	100
净收益(元/t)	1427	1600	1712	1899	2099
实际净收益(元/t)	1427	1526	1589	1652	1703
温室气体(kgCO ₂ -eq/t)	1301	1229	1195	1131	1089
能源消耗(MJ/t)	4581	4320	4182	3971	3856
水消耗(m ³ /t)	405	386	374	369	362
土地占用(m ² /t)	1471	1376	1351	1307	1272

2.7 青贮玉米自给率变动对养殖场经济效益和环境成本的影响

当前在 IPBS 中,青贮玉米饲料自给率仅为 32%,如果提升到 100%,相应的经济效益和环境成本变化见表 18.相比 non-IPBS,情景 3 中 IPBS 每生产 1tFPCM 的净收益提升 672 元,如果不纳入小麦成本与收益,每吨 FPCM 的净收益提升 276 元,实际净收益提升率为 19%.若考虑温室气体减排收益,情景 3 每生产 1tFPCM 的温室气体减排收益为 6 元.在环境成本方面,相比 non-IPBS,在情景 3 中 IPBS 每生产 1t FPCM 的温室气体排放下降 16%,能源消耗下降 16%,水消耗下降 11%,土地占用下降 14%.显然,随着奶牛场的青贮玉米自给率提升,单位牛奶生产的经济效益将明显提升,且环境成本显著下降.

2.8 讨论

当前我国牛奶生产的成本依然很高、国际竞争

力不强,如何提升奶牛养殖的经济效益是实现奶业高质量发展的关键.相关研究指出,2016 年中国原料奶的收购价格比美国、德国、新西兰分别高 46%、62%、114%,2017 年国内原料牛奶收购价格比进口奶粉折原料奶的到岸价格高 31%,更值得关注的是,国内原料牛奶生产成本比进口奶粉折原料牛奶的到岸价格还高 24%^[42].较低的进口奶粉折原料牛奶价格会倒逼国内企业压低国内原料奶收购价格,这不利于国内奶牛养殖业的发展.在牛奶生产中,饲料成本高低是决定其生产成本高低的关键因素,目前中国奶牛业饲料主要依赖购买,尤其是燕麦、苜蓿等还大量依赖进口,自产的青贮饲料很少,造成饲料成本居高不下.本文结果表明,相比 non-IPBS,IPBS 通过自产青贮玉米能提高每吨 FPCM 的净收益达 7%,如果青贮玉米自给率从当前的 32%提升 100%,则能提高每吨 FPCM19%的净收益,这表明该模式在提升养殖场净收益上潜力巨大.此外,研究还发现,IPBS 模式下每吨 FPCM 净收益的提升率取决于耕地流转费用和青贮玉米价格,当耕地流转费用上升到 14695 元/hm² 或者青贮玉米价格下降到 347 元/t 时,其净收益将与 non-IPBS 一致.这些研究发现为提升我国牛奶生产经济效益提供新的视角.

同时,牛奶生产系统还需要持续降低其环境影响,以更小的资源环境代价生产出更多的牛奶以满足未来牛奶需求.相关研究指出,近 20 年来,中国畜牧业 CO₂-eq 排放量均呈现上升趋势,并且饲养环节耗能、饲料粮种植环节排放、饲料粮运输环节排放的增长幅度更显著^[43].2019 年,全国共生产 3201 万 t 牛奶,占全国各类鲜奶总量的 97%^[18].根据乳业发展目标,到 2025 年,中国鲜奶产量要达 4500 万 t^[44],如果不降低当前单位牛奶生产的温室气体排放量,未来牛奶生产的总温室气体排放将随着牛奶产量的增加而增加,这不利于中国实现《巴黎协定》的 2030 年碳减排计划以及 2060 年的碳中和目标^[45-46].与发达国家相比,目前我国牛奶生产效率低、环境代价大^[47-48],降低牛奶生产的环境影响是未来中国奶业可持续发展的关键.本文结果表明,相比 non-IPBS,IPBS 每生产 1t FPCM 的温室气体排放、能源消耗、水消耗、土地占用分别减少 6%、6%、5%、7%,如果青贮玉米自给率升到 100%,则相应减少 16%、16%、11%、14%,这表明该模式在降低养殖场环境

影响上有明显优势.这些研究发现为降低我国牛奶生产的环境损害提供新的技术途径.

对于 IPBS 来说,通过种植青贮玉米,一方面可以消纳养殖场的粪污、降低种植环节的化肥投入、改善土壤质量,实现种植过程中的清洁化、绿色化;另一方面可以为养殖场提供成本低、质量安全可控的青贮玉米饲料,保障奶牛的健康与牛奶生产的质量安全.奶牛场采纳 IPBS 更具有重要的现实意义.目前我国禽畜粪便利用程度较低,仅有 50%左右的粪便还田^[49],但化肥用量却非常高,占世界总用量的 1/3 以上^[50],较发达国家平均水平高出 50%以上^[51],耕地质量保护与提升形势依然很严峻^[52],尽管禽畜粪便还田有利于减少化肥使用、改善土壤质量,然而,随着种养分离、农民种地习惯的改变,禽畜粪便还田不仅对中国乃至发达国家来说都是一个重大挑战^[53],相关研究指出,兼有种植和畜禽养殖的农村家庭所占比例从 1986 年的 71%急剧下降到 2017 年的 12%^[50].重塑牲畜和农田之间的联系是未来农业可持续发展的关键,而 IPBS 是加强牲畜和农田联系的一种经济可行、环境友好方式.

3 结论

3.1 IPBS 在提升养殖场净收益上具有巨大潜力

non-IPBS 生产 1tFPCM 的净收益为 1427 元,IPBS 可增加 7%的实际净收益,如果青贮玉米自给率从当前的 32%提升到 100%,则将会增加 19%的实际净收益.同时,IPBS 净收益的提升率取决于耕地流转费用和青贮玉米价格,当耕地流转费用上升到 14695 元/hm²或者青贮玉米价格下降到 347 元/t 时,其净收益将与 non-IPBS 相同.

3.2 IPBS 在减少养殖环境损害方面具有明显优势

相比 non-IPBS,IPBS 每生产 1t FPCM 的温室气体排放、能源消耗、水消耗、土地占用分别减少 6%、6%、5%、7%,如果青贮玉米自给率从当前 32%提升到 100%,则相应减少 16%、16%、11%、14%.IPBS 降低青贮玉米种植环节化肥施用、改善土壤质量、解决粪便污染等,以更小的环境代价创造更高的净收益,值得推广.

参考文献:

[1] Handford C E, Campbell K, Elliott C T. Impacts of milk fraud on food

safety and nutrition with special emphasis on developing countries [J]. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 2016, 15(1):130-142.

- [2] Du Y Y, Ge Y, Ren Y, et al. A global strategy to mitigate the environmental impact of China's ruminant consumption boom [J]. *Nature Communications*, 2018,9(1):4133.
- [3] FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). FAO Statistical Databases. 2018. [EB/OL]. <http://www.fao.org/faostat/en/#home>. [2021-02-24]
- [4] FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). Tackling climate change through livestock: A global assessment of emissions and mitigation opportunities [M]. Rome, 2013.
- [5] Herrero M, Henderson B, Havlik P, et al. Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector [J]. *Nature Climate Change*, 2016, 6(5):452-461.
- [6] Basset-Mens C, Ledgard S, Boyes M. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand [J]. *Ecological Economics*, 2009,68(6):1615-1625.
- [7] Zheng Y H, Wei J G, Li J, et al. Anaerobic fermentation technology increases biomass energy use efficiency in crop residue utilization and biogas production [J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2012,16(7):4588-4596.
- [8] Michael Z H, Mark A J. Life cycle impact assessment [M]. Springer, 2016.
- [9] ISO (International Organization for Standardization). ISO 14040: 2006/AMD 1:2020: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework - Amendment 1. 2020. [EB/OL]. <https://www.iso.org/standard/76121.html>. [2021-02-24]
- [10] Rotz C A, Asem-Hiablie S, Place S, et al. Environmental footprints of beef cattle production in the United States [J]. *Agricultural Systems*, 2019,169:1-13.
- [11] Wang X Q, Ledgard S, Luo J, et al. Environmental impacts and resource use of milk production on the North China Plain, based on life cycle assessment [J]. *Science of the total Environment*, 2018, 625:486-495.
- [12] Baldini C, Gardoni D, Guarino M. A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017,140(SI2):421-435.
- [13] Wang X Q, Kristensen T, Mogensen L, et al. Greenhouse gas emissions and land use from confinement dairy farms in the Guanzhong plain of China - using a life cycle assessment approach [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016,113:577-586.
- [14] 王效琴,梁东丽,王旭东,等.运用生命周期评价方法评估奶牛养殖系统温室气体排放量 [J]. *农业工程学报*, 2012,28(13):179-184.
Wang X Q, Liang D L, Wang X D, et al. Estimation of greenhouse gas emissions from dairy farming systems based on LCA [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012,28(13): 179-184.
- [15] 刘欣超,王路路,吴汝群,等.基于 LCA 的呼伦贝尔生态草业技术集成示范效益评估 [J]. *中国农业科学*, 2020,53(13):2703-2714.
Liu X C, Wang L L, Wu R Q, et al. LCA-based assessment of Hulunber ecological grassland technology integration demonstration [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2020,53(13):2703-2714.

- [16] Matteo G, Marie T K, Luciana B, et al. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2013,54.
- [17] Li X, Mupondwa E. Commercial feasibility of an integrated closed-loop ethanol-feedlot-biodigester system based on tritcale feedstock in Canadian Prairies [J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2018,97:401-413.
- [18] 国家统计局农村社会经济调查司. 2020 中国农村统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2020.
- NBSC (National Bureau of Statistics of China). *China rural statistical yearbook* [M]. Beijing: China Statistics Press, 2020.
- [19] Battini F, Agostini A, Boulamanti A K, et al. Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley [J]. *Science of the Total Environment*, 2014,481:196-208.
- [20] 刘 松. 关中地区奶牛饲料作物环境影响生命周期评价 [D]. 西北农林科技大学, 2017.
- Liu S. Life cycle assessment of dairy cattle feed crops in Guanzhon Plain [D]. Northwest A & F University, 2017.
- [21] 陈 舜, 逯 非, 王效科. 中国氮磷钾肥制造温室气体排放系数的估算 [J]. *生态学报*, 2015,35(19):6371-6383.
- Chen S, Lu F, Wang X K. Estimation of greenhouse gases emission factors for China's nitrogen, phosphate and potash fertilizers [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015,35(19):6371-6383.
- [22] 中国电力企业联合会. 中国电力行业年度发展报告 2020. [EB/OL]. <https://cec.org.cn/detail/index.html?3-284175>. [2021-02-24].
- CEC (China Electricity Council). *Annual development report of China's electric power industry 2020*. [EB/OL]. <https://cec.org.cn/detail/index.html?3-284175>. [2021-02-24].
- [23] 翟 君, 冯立岩, 王 猛, 等. 气体燃料发动机发展对中国温室气体减排贡献的生命周期分析 [J]. *中国环境科学*, 2015,35(1):62-71.
- Zhai J, Feng L Y, Wang M, et al. Life-cycle analysis of contribution of developing gas engines to GHG emissions reduction in China [J]. *China Environmental Science*, 2015,35(1):62-71.
- [24] Sara G G, Francese B, Gumersindo F, et al. Environmental performance of sorghum, barley and oat silage production for livestock feed using life cycle assessment [J]. *Resources, Conservation & Recycling*, 2016,111.
- [25] 段雪琴. 集约化奶牛养殖场粪污管理系统的环境影响生命周期评价 [D]. 西北农林科技大学, 2018.
- Duan X Q. Life cycle assessment of manure management systems in intensive dairy farms [D]. Northwest A&F University, 2018.
- [26] 杨前平, 李晓峰, 熊 琪, 等. 奶牛场粪污产生量及性能参数测定 [J]. *湖北农业科学*, 2019,58(24):106-108.
- Yang Q P, Li X F, Xiong Q, et al. Determination of feces production and performance parameters in dairy farm [J]. *Hubei Agricultural Science*, 2019,58(24):106-108.
- [27] IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories [EB/OL]. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>. [2020-10-20].
- [28] 张 颖, 夏训峰, 李中和, 等. 规模化养牛场粪便处理生命周期评价 [J]. *农业环境科学学报*, 2010,29(7):1423-1427.
- Zhang Y, Xia X F, Li Z H, et al. Life cycle assessment of manure treatment in scaled cattle farms [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010,29(7):1423-1427.
- [29] Ecoinvent Centre. Ecoinvent Data v3.7. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. [EB/OL]. <https://www.ecoinvent.org>. [2020-10-20].
- [30] 王雁凤, 黄有方. 考虑碳排放的港口群混合轴辐式运输网络优化 [J]. *北京理工大学学报(社会科学版)*, 2014,16(5):42-50.
- Wang Y F, Huang Y F. Optimization of hybrid hub-and-spoke based port cluster transportation network considering carbon emission [J]. *Journal of Beijing Institute of Technology (Social Sciences Edition)*, 2014,16(5):42-50.
- [31] IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change), 2013. *Climate change 2013: The physical science basis* [EB/OL]. [2020-10-25] <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>.
- [32] 国家发展和改革委员会价格司. 全国农产品成本收益资料汇编 2019 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2019.
- NDRC (National Development and Reform Commission of China). *National agricultural product cost-benefit data compilation 2019* [M]. China Statistics Press, Beijing, China, 2019.
- [33] 王西琴, 张馨月, 陈 浩. 华北地下水超采区粮食作物灌溉用水量及其节水潜力——基于河北省 620 户问卷调研数据 [J]. *西北大学学报(自然科学版)*, 2020,50(2):227-233.
- Wang X Q, Zhang X Y, Chen H. Irrigation water consumption and water-saving potential of food crops in groundwater over-exploitation areas in North China: Based on survey data of 620 households in Hebei Province [J]. *Journal of Northwest University (Natural Science Edition)*, 2020,50(2):227-233.
- [34] 张喜英. 华北典型区域农田耗水与节水灌溉研究 [J]. *中国生态农业学报*, 2018,26(10):1454-1464.
- Zhang X Y. Water use and water-saving irrigation in typical farmlands in the North China Plain [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2018,26(10):1454-1464.
- [35] 朱永超, 李玉娥, 姜德锋, 等. 基于生命周期评估的冬小麦-夏玉米种植系统碳足迹核算——以山东省高密地区为例 [J]. *农业资源与环境学报*, 2017,34(5):473-482.
- Zhu Y C, Li Y E, Jiang D F, et al. Life cycle assessment on carbon footprint of winter wheat-summer maize cropping system based on survey data of Gaomi in Shandong Province, China [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2017,34(5):473-482.
- [36] 梁 龙, 陈源泉, 高旺盛, 等. 华北平原冬小麦-夏玉米种植系统生命周期环境影响评价 [J]. *农业环境科学学报*, 2009,28(8):1773-1776.
- Liang L, Chen Y Q, Gao W S, et al. Life cycle environmental impact assessment in winter wheat-summer maize system in North China Plain [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009,28(8):1773-1776.
- [37] 田昌玉, 林治安, 唐继伟, 等. 基于最佳经济效益的冬小麦-夏玉米轮作体系有机氮替代率的长期演变 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2019,25(10):1623-1632.
- Tian C Y, Lin Z A, Tang J W, et al. Evolution of optimum substitution rate of chemical nitrogen by organic nitrogen for the optimum economic benefit in long-term winter wheat-summer maize system [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019,25(10):1623-1632.
- [38] 吕凤莲, 侯苗苗, 张弘毅, 等. 壤土冬小麦-夏玉米轮作体系有机氮替代化肥比例研究 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2018,24(1):22-32.

- Lu F L, Hou M M, Zhang H T, et al. Replacement ratio of chemical fertilizer nitrogen with manure under the winter wheat–summer maize rotation system in Lou soil [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2018,24(1):22–32.
- [39] Eric W, Céline V. Greenhouse gas emissions from inorganic and organic fertilizer production and use: A review of emission factors and their variability [J]. *Journal of Environmental Management*, 2020,276.
- [40] 籍春蕾,丁 美,王彬鑫,等.基于生命周期分析方法的化肥与有机肥对比评价 [J]. *土壤通报*, 2012,43(2):412–417.
- Ji C L, Ding M, Wang B X, et al. Comparative evaluation of chemical and organic fertilizer on the base of life cycle analysis methods. *Chinese Journal of Soil Science*, 2012,43(2):412–417.
- [41] 彭武元,陈思宇.中国碳排放试点市场碳交易价格分析及预测 [J]. *技术经济*, 2020,39(3):102–110.
- Peng W Y, Chen S Y. Analysis and forecast of carbon trading price in China's carbon emission pilot market [J]. *Technology economics*, 2020,39(3):102–110.
- [42] 刘长全,韩 磊,张元红.中国奶业竞争力国际比较及发展思路 [J]. *中国农村经济*, 2018,(7):130–144.
- Liu Z Q, Han L, Zhang Y H. International comparison and development suggestions of China's dairy industry competitiveness [J]. *Chinese rural economy*, 2018,(7):130–144.
- [43] 孟祥海,程国强,张俊飏,等.中国畜牧业全生命周期温室气体排放时空特征分析 [J]. *中国环境科学*, 2014,34(8):2167–2176.
- Meng X H, Cheng G Q, Zhang J B, et al. Analyze on the spatiotemporal characteristics of GHG estimation of livestock's by life cycle assessment in China [J]. *China Environmental Science*, 2014,34(8):2167–2176.
- [44] 中华人民共和国农业农村部等九部委.关于进一步促进奶业振兴的若干意见. [EB/OL]. http://www.moa.gov.cn/govpublic/XMYS/201812/t20181226_6165597.htm. [2020–10–20].
- MOA (Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China). Opinions on further promoting the development of dairy industry [EB/OL]. http://www.moa.gov.cn/govpublic/XMYS/201812/t20181226_6165597.htm. [2020–10–20].
- [45] Zhou N, Price L, Dai Y D, et al. A roadmap for China to peak carbon dioxide emissions and achieve a 20% share of non-fossil fuels in primary energy by 2030 [J]. *Applied Energy*, 2019,239:793–819.
- [46] PRI (Principles for responsible investment). Delivering carbon neutrality in China [EB/OL]. <https://www.unpri.org/pri-blogs/delivering-carbon-neutrality-in-China/7000.article> [2021–02–26].
- [47] Ledgard S F, Wei S, Wang X Q, et al. Nitrogen and carbon footprints of dairy farm systems in China and New Zealand, as influenced by productivity, feed sources and mitigations [J]. *Agricultural Water Management*, 2019,213:155–163.
- [48] Sultana M N, Uddin M M, Ridoutt B G, et al. Comparison of water use in global milk production for different typical farms [J]. *Agricultural Systems*, 2014,129:9–21.
- [49] 马 林,柏兆海,王 选,等.中国农牧系统养分管理研究的意义与重点 [J]. *中国农业科学*, 2018,51(3):406–416.
- Ma L, Bo Z H, Wang X, et al. Significance and research priority of nutrient management in soil–crop–animal production system in China [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2018,51(3):406–416.
- [50] Jin S Q, Zhang B, Wu B, et al. Decoupling livestock and crop production at the household level in China [J]. *Nature Sustainability*, 2020.
- [51] 田沛佩,卢宏伟,李 丹,等.2008–2017 年中国地级市化肥施用碳足迹的时空演变格局 [J]. *中国环境科学*, 2021,41(2):967–973.
- Tian P P, Lu H W, Li D, et al. Spatial-temporal patterns of carbon footprint of fertilizer application in China during 2008 to 2017 [J]. *China Environmental Science*, 2021,41(2):967–973.
- [52] 王 军,李 萍,詹韵秋,等.中国耕地质量保护与提升问题研究 [J]. *中国人口·资源与环境*, 2019,29(4):87–93.
- Wang J, Li P, Zhan Y Q, et al. Study on the protection and improvement of cultivated land quality in China [J]. *China population, resources and environment*, 2019,29(4):87–93.
- [53] Gu B J, Zhang X L, Bai X M, et al. Four steps to food security for swelling cities [J]. *Nature*, 2019,566(7742):31–33.

作者简介: 黄显雷(1989–),男,广西百色人,中国农业科学院农业资源与农业区划所博士研究生,主要从事农业资源与环境经济研究.发表论文 15 篇.